



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för vatten och miljö

Variationer i löslighet (K_d) inom Kindla och dess beroende av pH

Variations in solubility (K_d) in Kindla and its dependence on pH

Adam Eriksson

Biologi och miljövetenskap
Självständigt arbete 15hp
Uppsala 2016
Institutionen för vatten och miljö

Variationer i löslighet (K_d) inom Kindla och dess beroende av pH

Variations in solubility (K_d) in Kindla and its dependence on pH

Adam Eriksson

Handledare: Staffan Åkerblom, Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för vatten och miljö

Examinator: Faruk Djodjic, Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i miljövetenskap - kandidatarbete

Kurskod: EX0688

Program/ utbildning: Biologi och miljövetenskap

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2016

Online publication: <http://stud.epsilon.slu.se>

Keywords: K_d , fördelningskoefficient, Löslighet, Integrated Monitoring, Avrinnings område (ARO)

Sammanfattning

Luftvårdskonventionen antogs 1979 för att minska utsläppen av långspridda luftföroreningar. Denna konvention antogs efter det att Sverige och Norge presentera bevis under 1970-talet att försurning av vatten och skog berodde på utsläpp av föroreningar från andra länder i Europa. Som en uppföljning av luftvårdskonventionen startades en rad program genom International Cooperative Programmes (ICP) inom United Nations Environment Programme (UNEP). ICP Integrated Monitoring (IM) startades för att bevaka effekterna av långspridda luftföroreningar i Europa och hade till en början fokus på de försurande ämnena svavel och kväve. Konventionen har sedan dess utökats till att inkludera även tungmetaller. Antropogena svavel och kväveföreningar deponeras som surt nedfall över Nordeuropa. Effekter av försurningen uppstår genom att dessa antropogena försurande ämnen sänker pH i marken och lakar ut baskatjoner som är viktiga för skogens tillväxt. När marken blir kraftigt försurad börjar aluminium och andra metaller lakas ut ur jorden och transporteras med markvattnet ut i bäckar och sjöar. Där kan det uppstå skadliga effekter på fiskar och andra vattenlevande organismer. Icke bioessentiella tungmetaller kadmium (Cd), bly (Pb) och kvicksilver (Hg) har idag en netto ackumulation i svenska skogsmarker vilket innebär att tungmetallerna ansamlas i marken och dess koncentration ökar i Svenska skogsmarker.

I denna studie har lösligheten för järn (Fe), aluminium (Al), mangan (Mn), magnesium (Mg), svavel (S), fosfor (P), natrium (Na), kalium (K), zink (Zn) och kalcium (Ca) i Kindla studerats. Lösligheten för ämnena har jämförts mellan varandra, mellan provplatser och mellan olika jordhorisonter. Löslighetens beroende av pH undersöktes också. Järn, Al och S hade generellt en högre löslighet i den djupare jordhorisonten (55 cm – 65 cm) mineral jord och i utrinningsområdet där grundvattenytan kan påverka redox-förhållanden i marken. Lösligheten för Na, Ca, Mg och P kunde till stor del förklaras av pH i marken. Det är viktigt att studera hur variationen av lösligheten för ämnen i olika delar av avrinningsområden ser ut för att kunna göra en bedömning var ämnen anrikas eller löses ut i markvattnet. Framförallt är det intressant om det sker en ökad urlakning av ämnen med tiden då speciellt utlakningen av Al och Zn har toxiska effekter på ekosystemet.

Summary

During the 1970s Sweden and Norway provided proof that the acidification of lakes and forests was due to emissions from other countries in Europe. This contributed to the convention on Long-range Transboundary Air Pollution in 1979 to reduce emissions of long spreading air pollution the convention has since been expanded to include heavy metals. As a follow-up of the convention a number of programs started through the International Cooperative Programmes (ICP) within UNEP. IM (Integrated Monitoring) was established to monitor the impact of long spread air pollution in Europe and had initially focus on acidifying substances such as sulfur and nitrogen. Anthropogenic sulfur and nitrogen are deposited as acid rain over northern Europe. The acidification caused by these anthropogenic acids lowers the pH of the soil and lead to leaches of important base cations. When the soil becomes strongly acidified aluminium and other metals begin to leach from the soil and are transported by ground water into streams and lakes. Where there may be adverse effects on fish and other aquatic organisms. The non-bio essential heavy metals cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg) have a net accumulation in Swedish forests today which means that the metals concentrations are increasing in Swedish forests.

In this study, the solubility of iron (Fe), aluminium (Al), manganese (Mn), magnesium (Mg), sulfur (S), phosphorus (P), sodium (Na), potassium (K), zinc (Zn) and calcium (Ca) was studied. The solubility of the substances was compared between each other, between test sites and soil horizons to investigate how the solubility varies. The influence of pH on the solubility of substances was also investigated. Iron, aluminium and sulfur had generally higher solubility in the lower soil horizon (55 cm– 65 cm) mineral soil and in catchment where the water table affect the redox conditions in the soil. The solubility of sodium, calcium, magnesium and phosphorus could largely be explained by the pH of the soil. It is important to study the solubility of substances in different parts of the catchment to see where substances accumulate or dissolves in the ground water. Especially if there is an increased leaching of substances over time, above all leaching of iron or aluminium have toxic effects on the ecosystem.

Innehåll

Inledning	1
1.1Luftvårdskonventionen	1
1.2 Försurning	1
1.3 IM (Integrated Monitoring)	2
1.4 Kindla	2
1.5 Egenskaper hos ämnen i marken	4
1.5.1 Metalloxider och redoxprocesser	4
1.5.2 Organiskt material	4
1.5.3 Vätejonaktiviteten pH	4
1.5.4 Järn	4
1.5.5 Aluminium	4
1.5.6 Magnesium	4
1.5.7 Kalium	5
1.5.8 Fosfor	5
1.5.9 Svavel	5
1.5.10 Kalcium/Natrium	5
1.5.11 Zink	5
Metod	7
2.1 Datainsamling	7
2.2 Lakningsexperiment och kemisk analys	7
2.3 Fördelningskoefficient (K_d)	8
2.4 Statistik analys	8
3.1 Metaller löslighet inom Kindla	9
3.2 Variation löslighet inom ARO Kindla-höjden	11
Diskussion	13
4.1 Oxider	13
4.2 Baskatjoner (Ca, Mg, Na, K)	13
4.3 Zink	14
4.4 Svavel och fosfor	14
4.5 Samvariation mellan ämnens löslighet i marken	14
4.6 Frågeställning 1	14
4.7 Frågeställning 2	14
4.8 Frågeställning 3	14

4.9 Fortsatta studier	14
4.10 Slutsats	15
Referenser	16
Appendix	18

Inledning

1.1 Luftvårdskonventionen

Luftvårdskonventionen är en internationell konvention som ska skydda miljön från effekterna av långspridda luftföroreningar. Begreppet långväga luftföroreningar uppkom under 1970-talet då Sverige och Norge presenterade bevis om att den försurning som sker av skog och vatten berodde på utsläpp från andra länder. 1979 undertecknades luftvårdskonventionen av 34 länder inom det Europeiska samfundet, European Community (EC)(CLRTAP, 1979). Konventionen syftar till att minska utsläpp och effekter från ämnen och föreningar som har en långväga spridning, d.v.s. färdas långa sträckor via atmosfären och deponeras långt ifrån dess utsläppskällor. Konventionen inkluderade till en början försurande ämnen och föreningar med S och N. Det lades då fram förslag om internationellt minskade utsläpp av försurande ämnen (Kütting, 2009). 1998 utökades konventionen med ett protokoll som inkluderade de icke bioessentiella metallerna Cd, Pb och Hg (CLRTAP, 2003). Förutom försurande luftföroreningar, deponeras metallerna Pb, Hg, Cd och Zn. Bortsett från Zn har dessa metaller ingen biologisk funktion för levande organismer. Tungmetallerna Pb, Hg och Cd är toxiska vid låga koncentrationer, speciellt för organismer som inte är fullvuxna. Zink är mindre toxiskt men vid höga koncentrationer i vattnet kan bli väldigt giftigt för vattenlevande organismer. En massbalans för avrinningsområden i Europa visar att depositionen av dessa metaller överstiger uttransporten vilket leder till att en nettoackumulation i svenska skogar (Bringmark et al., 2013).

1.2 Försurning

Antropogena svavel- och kväveföreningar deponeras som surt nedfall och sänker pH, d.v.s. aktiviteten av vätejoner ökar, i marken. Baskatjoner i jorden Na, K, Ca och Mg buffrar pH-sänkningen då de fungerar som korresponderande baser till dessa antropogena syror. Detta stabiliserar tillfälligt pH men innebär på längre sikt en urlakning och bortförsel av baskatjoner från marken (Warfvinge & Bertills, 2000). Urlakning av baskatjoner från marken är en skadlig effekt som härleds till antropogen försurning (Björkvald & Erlandsson, 1999).

I Norden är försurning ett problem i framför allt barrskog då, speciellt gran, behöver mer katjoner för sin tillväxt och ofta växer snabbare än lövträd (Brandtberg & Simonsson, 2005). Barr från barrträden har också en försurande effekt på marken då de innehåller organiska ämnen som fungerar som syror i marken. Dessa två faktorer leder till att podsoljordar, som barrträd ofta växer på, är känsligare för pH-störningar än andra marker (Brandtberg & Simonsson, 2005). När ett barrträd faller i skogen naturligt och får ligga kvar i skogen återförs baskatjoner till marken men om träden transporteras bort tappar jorden dessa baskatjoner (Warfvinge & Bertills, 2000). Eftersom barrträden tar upp mycket av baskatjonerna i marken har därför också skogsproduktionen en stark inverkan på försurningen i marken.

Om markförsurningen fortskrider bli det brist på baskatjoner och pH sjunker. Andra ämnen i marken som tidigare varit olösliga blir nu mer lösliga, till exempel metaller som Pb och Cd som är toxiska för växter och djur i marken (Petersson, 2008). Även det naturligt förekommande Al blir mer lösligt i marken när pH sjunker. Aluminium skapar stora problem när den löses ut ur marken och transporteras med markvattnet till bäckar och sjöar där det har betydande effekter på vattenlevande organismer. Aluminium är toxiskt för fisk i vattnet då det vid låga pH-värden fälls ut som $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ vilket försämrar fiskens förmåga att ta upp syre och kan leda till att fisken kvävs (Exley, 1991).

Efter tillkomsten av luftvårdskonventionen, under den period som utsläppen var som störst, har utsläppen av försurande ämnen minskat kraftigt. År 1997 hade utsläppen av S minskat med nästan en tredjedel. För att kompensera skogsproduktionens försurande effekt har man också börjat återföra baskatjoner till marken i form av aska (Vattenmyndigheten, 2010).

1.3 IM (Integrated Monitoring)

För att samla in data om effekterna av försurning och andra långt transporterade luftföroreningar startades en rad program, International Cooperative Programmes (ICP), inom UNEP. För uppföljning av de åtgärder som vidtagits inom luftvårdskonventionen sker inom ICP IM en bevakning av effekter från långtransporterade föroreningar inom avgränsade avrinningsområden. Från början fanns det 15 områden inom ICP IM i Sverige och i dag finns det fyra IM områden kvar

(<http://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/integrerad-monitoring-im/bakgrund/> (2016-06-20)).

- Sydsvenska höglandet: Aneboda
- Sydväst Sverige: Gårdsjön
- Mellansverige: Kindla
- Norrlands inland: Gammtratten

Inom dessa områden övervakas trender i både biokemiska förlopp och biologisk respons. Störningar som orsakats av luftföroreningar undersöks och utifrån detta utvecklas modeller för att kartlägga antropogena störningar och försöka förutspå framtida problem. IM områden har tydligt avgränsade avrinningsområden och ligger avskärmade från lokala störningsfaktorer så som industrier och tätbebyggelser.

1.4 Kindla

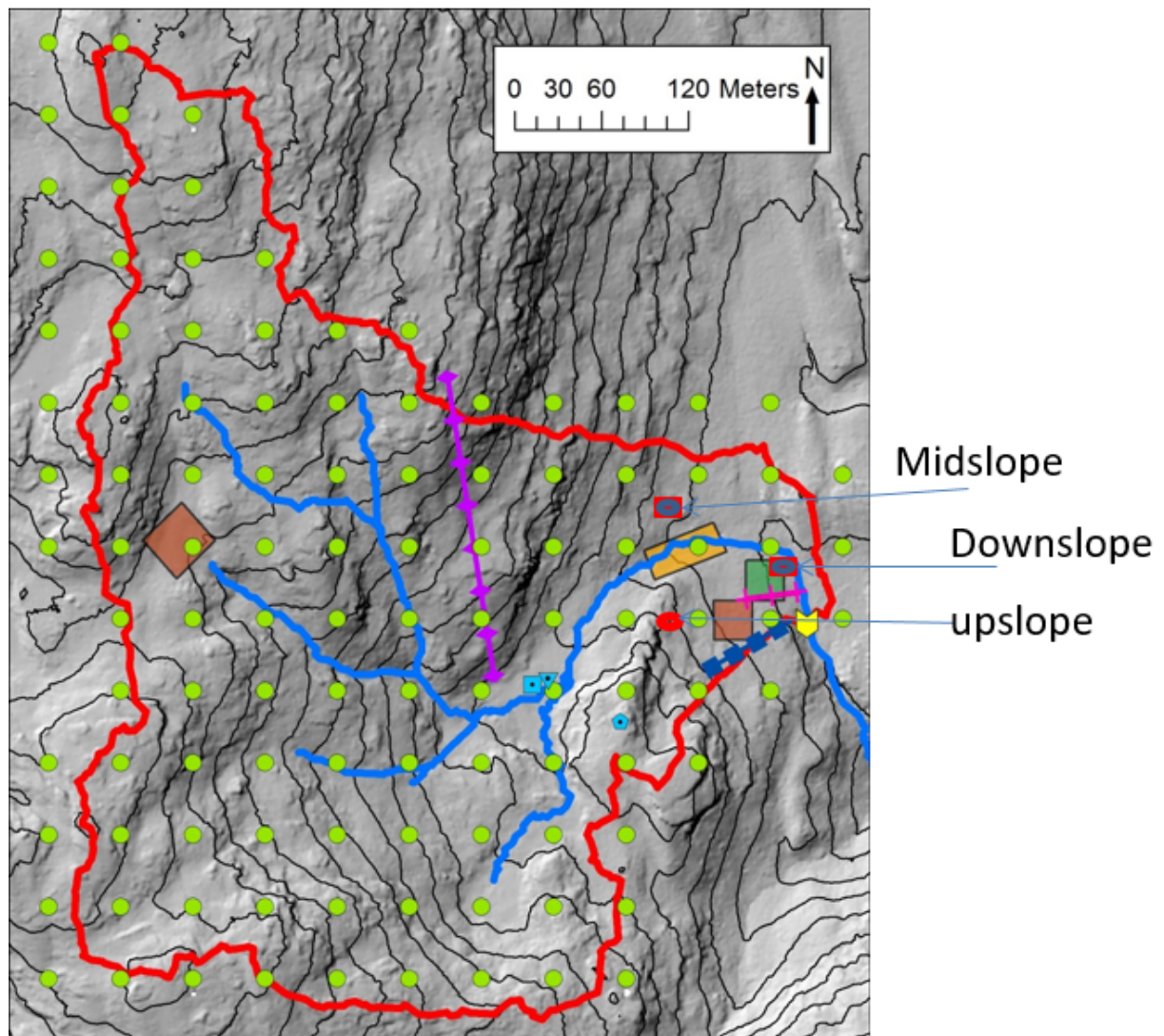
Information gällande avrinningsområde (ARO) Kindla är hämtat från

<http://info1.ma.slu.se/IM/station/Kind.html> (2016-05-22) och IMRapport (Löfgren, 2014)

- Dominerande jordmån: Podsol
- Berggrund: Filipstadsgraniter
- Dominerande vegetation: blåbärsgranskog
- Växtperiodens längd: 180 dagar
- Medeltemperatur: +4,2°C
- Avrinningsområdets areal: 2,4 ha
- Läge: Bergslagen, Västmanland, Örebro län
- Lat./Long: N 59°45'; E 14°54'
- Internationell kod: SE15
- Medelnederbörd: c:a 900 mm

Historia: Under 1500-talet avrakades området för produktion av träkol. Området har inte använts för skogsbruk sedan början av 1900-talet då skogen senast blev avverkad

(<http://info1.ma.slu.se/IM/station/Kind.html> (2016-05-22)).



Figur 1. Topografisk karta över Kindla med bäckar och ytor för program inom ICP IM (gröna ringar), vegetationsyta (brun fyrkant), krondropp (lila linjen), mark (grön fyrkant), grundvatten (blå linje). Provtagningspunkter Midslope, downslope är markerade med en röd fyrkant med en blå oval inuti och upslope är markerad med en röd oval. Midslope, Downslope och Upslope markerar de punkter i terrängen där jordprover har tagits, prover har extraherats ifrån blekjord, rostjord och mineral för vidare analys. (karta kopierad med tillstånd av Lars Lundin Grundmaterial från Ola Langvall (SLU)).

1.5 Egenskaper hos ämnen i marken

1.5.1 Metalloxider och redoxprocesser

Redox-förhållanden har stor betydelse för lösligheten av ämnen i marken och är ofta beroende av pH och mikrobiologiska processer. Oxidation sker när ett ämne ger ifrån sig en elektron till en elektron-mottagare som i sin tur reduceras (Kleja et al., 2006). Fe, Al och Mg är starkt påverkade av redoxprocesser i marken och bildar ofta metalloxider. Dessa oxider har också en egenskap att absorbera andra ämnen (Gustafsson et al., 2007). Metalloxider i marken spelar en stor roll, speciellt järnoxider, för absorption av toxiska ämnen som Pb, Cd, Hg, Cu och arsenik (As) (Gustafsson et al., 2007).

1.5.2 Organiskt material

Mängden organiskt material i marken, både i fast fas och i löst markvatten, så kallat löst organiskt material, dissolved organic carbon (DOC) har en stor inverkan på lösligheten för många ämnen (Gustafsson et al., 2007). Speciellt för tungmetaller, som bildar komplexbildningar med organiskt material, har andelen DOC en stor betydelse för utlakningsförmågan (Gustafsson et al., 2007). Det organiska materialet i marken innehåller fulvosyror som är en samling av flera molekyler med en hög funktionell grupp som ofta bildar komplex med olika metaller. Fulvosyrorna löser ut metaller i marken på grund av denna komplexbindning (Murray & Linder, 1984).

1.5.3 Vätejonaktiviteten pH

pH är den viktigaste faktorn när det kommer till lösligheten för joner. Då laddningen på partiklar varierar beroende på pH förändras den elektrostatiske attraktionen mellan joner och ytan som den binder till. Anjoner binder starkast till marken vid ett lågt pH och katjoner binds starkast till marken då pH är högt (Kleja et al., 2006).

1.5.4 Järn

Järnoxider är färgade och ger marken en brun, orange och röd färg där en mindre mängd järnoxider ger jorden en blekare färg. Detta gör att järnoxider spelar en viktig roll vid klassificering av jordart eftersom det är enkelt att skilja på olika jordtyper beroende på färg. Järnoxiderna påverkar absorptionen till fraktioner för joner och molekyler samt jordens aggregering (Sparks, 2003).

1.5.5 Aluminium

Aluminiumoxider och järnoxider bildas naturligt genom vittring av primärsilikater. Aluminium är inte essentiellt för organismer utan är toxiskt vid höga koncentrationer. Barrväxter har på grund av det naturligt låga pH i skogen en större tolerans mot Al jämfört med andra växter. Aluminium fungerar buffrande då pH i jorden är lägre än 4,5 (Björkvald & Erlandsson, 1999). Aluminium blir rörligt i marken under pH 4 och kan när det når vattendrag orsaka problem för vattenlevande organismer i bäckar och sjöar. Effekterna syns i form av försvinnande zoo-plankton, bottenlevande djur och avsaknad av vissa fiskarter så som t.ex. mört som är känslig för löst Al i vattnet (<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Forsurade-sjoar/>. (2016-05-20)).

1.5.6 Magnesium

Magnesium är en kritisk beståndsdel i växternas klorofyll. Magnesium förekommer ofta som tvåvärd jon (Mg^{+2}) och löses liksom Ca^{+2} relativt enkelt ut i markvattnet vid lågt pH. Magnesium blir rörligt och utlakas ur marken om pH sjunker under 5.5 (Gransee & Fühns, 2012).

1.5.7 Kalium

Av den totala mängden K i marken, sitter 90 -98 % fast i fältspat och glimmer (Forth & Ellis 1996). Detta innebär att en väldigt liten del av kaliumet i marken finns tillgängligt för växterna. Vittringen i marken har väldigt stor betydelse för andelen tillgängligt K för växter. I Sverige är mineraljordarna väldigt unga och har en stor reserv av K. Kalium är viktigt i en mängd enzymer och brist på K kan leda till att växterna får sämre tolerans mot torka och kyla (Eriksson et al., 2011).

1.5.8 Fosfor

Fritt i marklösningen förekommer P i form av divätefosfat (H_2PO_4^-) och vätefosfat (HPO_4^{2-}) (Eriksson et al., 2011). I sura jordar förekommer löst P i form av divätefosfat (H_2PO_4^-) och i väldigt små koncentrationer (<http://www.extension.umn.edu/agriculture/nutrient-management/phosphorus/the-nature-of-phosphorus/> (2016-06-20)). Oorganiskt bildar P oxider med Fe och Al och i organisk form förekommer p som fosfatestrar, fosfolipider och nukleinsyror. Fosfor är en byggsten i protein och DNA/RNA och fosforbrist kan leda till klena plantor (Eriksson et al., 2011). Fosfor är inget bristande näringsämne i svenska skogar på grund av våra unga jordar som innehåller tillräckligt med P för att tillföra växter.

1.5.9 Svavel

Svavel förekommer i marklösningen som sulfatjoner (SO_4^{2-}) och bundet till organiska ämnen. Sulfatjonernas löslighet minskar i marken med minskande pH. Detta beror på att sulfatjonerna absorberas till metalloxider i högre grad när pH sjunker i marken. Svavel är en viktig komponent i enzymer som styr fotosyntesen (Eriksson et al., 2011). Sulfat (SO_4^{2-}) är en stark anjon som löser ut kationer och sänker pH i marken.

1.5.10 Kalcium/Natrium

Kalcium uppträder som katjon (Ca^{2+}) i marken och har stor betydelse för jordens kemiska och fysikaliska egenskaper. Kalcium är framför allt viktigt för cellväggarnas funktion. I podsoler konkurrerar Ca^{2+} med Al^{3+} och vätejoner (Kleja et al., 2006). (Na^+) är den svagast bindande kationen i jorden och har störst potential att lakas ut. Natrium är precis som K viktig för cellväggars funktion i det som kallas natrium/kalium-pumpen som upprätthåller jonbalansen i cellen samt behövs för cellens framställning av ATP (Madigan et al., 2012) (Eriksson et al., 2011).

1.5.11 Zink

Zink i marklösningen förekommer som en tvåvärd jon (Zn^{2+}) eller komplexbundet till organiska ämnen. Zink är bundet i mineraler upp till 96-99% och oåtkomligt för växter. Zink är involverat i vissa enzymatiska mekanismer som styr tillväxt och fröproduktion (Eriksson et al., 2011). Zink är ett essentiellt näringsämne och har liten toxisk effekt på däggdjur. Vattenlevande organismer har däremot inte samma resistens mot högre halter av Zn som då skapa problem om det kommer ut i vattnet.

1.5.12 Jordmån

Marken i Kindla är klassificerad som en podsol. Podsol är Sveriges vanligaste jordmån och täcker 50 % av Sveriges jordyta. Podsoler karakteriseras av en utlakningshorisont, blekjord, och en anrikningshorisont, rostjord. Podsoler har en liten andel ler, oftast mindre än 10 %. Den organiska nedbrytningen går väldigt långsamt i podsoler vilket syns i markens O-horisont där ett mår skikt ansamlas (Eriksson et al., 2011).

1.6 Syfte och frågeställningar

Data insamlat 2012 ifrån det svenska ICP IM området Kindla användes för denna studie. I arbetet presenteras data i form av löslighet av olika ämnen i Kindla. Rådata för koncentration i mark och marklösning finns i appendix. Studien är uppdelad i tre delar. Första delen beskriver variationen i löslighet mellan ämnena och hur de samvarierar med varandra i marken. Andra delen undersöks hur ämnena löslighet skiljer sig mellan provtagnings punkter i ARO och hur lösligheten skiljer sig mellan jordhorisonterna. I den sista delen visar hur ämnens rörlighet påverkas av pH i marken.

K_d , lösligheten, ger en bild över hur stor andel av ämnet som finns bundet till markpartiklar och hur stor andel som finns i marklösningen. Det är viktigt att titta på variationen i löslighet mellan jord horisonter och olika punkter för att se hur ämnen ansamlas eller utlakas i ett ARO. Det är också viktigt att titta på löslighetens variation i tiden så att man kan börja kartlägga om det sker en ökad urlakning av något ämne. Speciellt för ämnen som Fe och Al, två svårlösliga ämnen som har stor inverkan på livet i marken samt i bäckar och sjöar. Detta eftersom Al är toxiskt och järnoxider absorberar andra giftiga metaller som As, Pb och Cd.

Syftet med denna studie var att undersöka Lösligheten hos Fe, Ca, Mg, Al, Mn, S, P, Zn, K och Na i marken inom ARO vid IM-området Kindla. I studien ska variation i rörlighet mellan ämnena samt eventuellt samband mellan rörligheten och pH i marken undersökas.

Tre frågeställningar undersöktes

1. Skiljer sig ämnenas löslighet K_d i marken beroende placering i AROs sluttning löslighetens medelvärde (μ) för Upslope (U), Midslope (M) och Downslope (D)?

H0: lösligheten är lika för metallerna och ämnena vid olika provtagningsplatserna $K_d(U\mu=M\mu=D\mu)$

H1: lösligheten skiljer sig för metallerna och ämnena vid olika provtagningsplatserna $K_d(U\mu\neq M\mu\neq D\mu)$

2. Skiljer sig ämnena löslighet mellan olika markprofiler (A) blekjord (B) rostjord (C) mineraljord och mellan fraktioner?

H0: lösligheten är lika för metallerna och ämnena vid det olika Jordhorisonterna $K_d(A\mu=B\mu=C\mu)$

H1: lösligheten skiljer sig för metallerna och ämnena vid det olika Jordhorisonterna $K_d(A\mu\neq B\mu\neq C\mu)$

3. Finns det ett samband mellan ämnena löslighet i joden och pH?

Metod

2.1 Datainsamling

Data från en undersökning av Kindla-höjden användes för att fastställa markens tillstånd av ämnena Fe, Ca, Mg, Al, Mn, S, P, Zn, K och Na. Jordprover togs i tre olika transekter: 1) nordväst från vegetationsyta 15 m i nordlig riktning ligger (midslope) 2), nord östra hörnet av mark ligger (downslope) 15 m i västlig riktning ligger (upslope)(**Figur 1**). Inom varje yta togs prover som representerar (A) blekjord, (B) rostjord och (C) mineraljord (**Tabell 1**). Proverna siktades för att få prover av jordfraktioner < 2 mm och > 2mm. I studien har medelvärdet mellan fraktionerna används för att bestämma lösligheten.

Tabell 1: Provtagningsplats och horisontprover.

nr	Jordtyp	beteckning	Provplats	Djup
1	humusbemängd blekjord	(A)	Downslope	5-15 cm
2	B-horisont	(B)	Downslope	40 cm
3	C-horisont mörkbrun humusbemängd mineraljord	(C)	Downslope	55-60 cm
4	blekjord	(A)	Upslope	0-10 cm
5	Bs horisont	(B)	Upslope	10-20 cm
6	C-horisont mineraljord	(C)	Upslope	65 cm
7	mörkfärgad blekjord	(C)	Midslope	15-20 cm
8	brungrå "B-horisont"	(B)	Midslope	20-30 cm
9	C-horisont mineraljord	(A)	Midslope	55-60 cm

2.2 Lakningsexperiment och kemisk analys

För att bestämma lösligheten genomfördes analys av ämnens koncentration genom lakning, dels i fast fas (aqua regia) och dels i en extraherbar fas (vattenextraktion). Aqua regia eller kungsvatten är en blandning av saltsyra och svavelsyra som ger en total upplösning av ämnena i marken. Vattenextraktion ger upplösning av ämnen som finns mellan markpartiklarna. Vatten representerar i detta fall en fraktion av ämnen som liknar markvatten. Metaller analyserades med induktivt kopplad plasma masspektrometri vid institutionen för mark och miljö.

2.3 Fördelningskoefficient (K_d)

För att beskriva rörligheten av ämnen i marken beräknades en fördelningskoefficient (K_d) för alla prover som analyserats. Fördelningskoefficienten beskriver förhållandet mellan den andel av ämnena som var bundna till markpartiklar (aqua regia) och den andel av ämnena som var lösta genom vattenextraktion. Fördelningskoefficienten beräknades för alla ämnen där data för både totalhalt och lakbar koncentration fanns (Fe, Zn, Al, Mg, K, P, S, Na, Mn och Ca) (**Ekvation 1**).

$$\text{Log}(K_d) = \text{Log} \left(\frac{\text{koncentration mark } (\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{ ts})}{\text{koncentration vatten } (\frac{\text{mg}}{\text{kg}})} \right)$$

(**Ekvation 1**)

Ämnen som inte är bundna till partiklar kan lösas ut via en vattenextraktion (koncentration vatten) och ämnen som är bundna till markpartiklar löses ut via aqua regia-extraktion (koncentration mark). Ett lägre värde på K_d visar på en större andel av ämnet är löst i vattenfas och ett högre värde på K_d visar på en högre andel är bundet i markfas.

2.4 Statistik analys

Det beräknade värdet för K_d logaritmerades för att få normalfördelade data för den statistiska analysen. Variationen av ämnenas löslighet mellan provtagningsplatserna och mellan jordhorisonterna undersöktes med hjälp av *Analysis of variance* (ANOVA). För att undersöka skillnader i K_d mellan jordhorisonter och olika provtagningsplatser genomfördes t-tester av alla ANOVA som visade signifikans (post-hoc test). Regression-analys användes för att undersöka hur lösligheten av metaller var beroende av pH. Korrelationskoefficienten (r) beräknades för att beskriva samvariation i löslighet mellan de undersökta ämnena samt med pH. Analysdata från extraktioner som låg under detektionsvärdet ersattes med 0,0001 (mg/kg ts). Vid ANOVA och regressionsanalyserna anges signifikans vid $\alpha < 0,05$.

Resultat

3.1 Ämnens löslighet inom Kindla

Löslighet för det mest svårlösliga ämnena Fe, Mg och Ca skilde sig inte åt signifikant ($n = 54$, f-test = 2,76 $p = 0,073$)(**Tabell 2**). Lösligheten för Al, Mn, Mg, S, P och K skilde sig inte heller åt ($n = 108$, f-test = 0,12 $p = 0,733$)(**Tabell 2**). Lösligheten för de lättlösliga ämnena Zn och K skiljde sig inte enligt post-hoc ANOVA ($n = 36$, f-test = 1,65 $p = 0,153$)(**Tabell 2**). Natrium har högst löslighet (lägst $\log(K_d)$) inom ARO och skiljer sig signifikant från resten av ämnenas löslighet ($n = 18$, f-test = 16,82 $p = 0,0001$)(**Tabell 2**).

Tabell 2: Löslighet av ämnen inom Kindla ARO.

	Ämnen	Log K_d^* (medel \pm standardavvikelse)	n
	Fe	$3,136 \pm 0,482^a$	18
	Zn	$1,850 \pm 0,694^e$	18
	Al	$2,576 \pm 0,373^{bcd}$	18
	Mg	$2,803 \pm 0,476^{abc}$	18
	K	$1,785 \pm 0,412^e$	18
	P	$2,399 \pm 1,067^d$	18
	S	$2,467 \pm 0,823^{cd}$	18
	Na	$1,321 \pm 0,340^f$	18
	Ca	$2,883 \pm 0,364^{ab}$	18
	Mn	$2,545 \pm 0,234^{bcd}$	18
ANOVA	F-test	16,82	180
	p-värde	<0.0001	

*värden med samma bokstav skiljer sig inte signifikant enligt post-hoc t-test.

Tabell 3: Korrelationsmatris mellan alla ämnens rörlighet inom Kindla ARO.

Grönmarkerade korrelationer har ett starkare samband ($r > 70$) gulmarkerade har ett svagt samband ($r = 50-70$) rödmarkerade har inget signifikant samband ($r < 50$).

Fe>Ca>Mg>Al>Mn>S>P>Zn>K>Na (Tabell 2).

3.2 Variation löslighet inom ARO Kindla-höjden

Lösligheten av Fe var lägre högre upp i ARO (upslope) och (midslope) jämfört med utströmningsområdet (downslope) ($n = 6$, $f\text{-test} = 5,106$ $p = 0,0203$) (**Tabell 4**). Det samma gällde för Na och Ca då dessa hade lägre löslighet högre upp i ARO med samma rörlighet i Mid-och Upslope. Natrium ($n = 6$, $f\text{-test} = 6,615$ $p = 0,0087$) och Ca ($n = 6$, $f\text{-test} = 6,723$ $p = 0,0082$) (**Tabell 4**). Lösligheten för Mg, P, S, Zn, Al, K och Mn skiljer sig inte signifikant mellan provplatserna åt Mg ($n = 6$, $f\text{-test} = 0,85$ $p = 0,4483$), P ($n = 6$, $f\text{-test} = 0,54$ $p = 0,5916$), S ($n = 6$, $f\text{-test} = 0,26$ $p = 0,7767$), Zn ($n = 6$, $f\text{-test} = 2,94$ $p = 0,0838$) Al ($n = 6$, $f\text{-test} = 1,84$ $p = 0,1934$), K ($n = 6$, $f\text{-test} = 1,29$ $p = 0,3052$) och Mn ($n = 6$, $f\text{-test} = 0,84$ $p = 0,4499$).

Tabell 4: Löslighet för ämnen vid olika provplatser i ARO.

*Log(K_d) Medel±standardavvikelse				ANOVA	
Provplats	Upslope	Midslope	Downslope	f-test	p-värde
Fe	3,46 ±0,35 ^a	3,20 ±0,06 ^a	2,74 ±0,07 ^b	5,11	0,0204
Zn	1,80 ±0,41 ^a	1,44 ±0,10 ^a	2,31 ±0,66 ^a	2,94	0,0838
Al	2,79 ±0,27 ^a	2,54 ±0,04 ^a	2,34 ±0,07 ^a	1,84	0,1934
Mg	2,91 ±0,31 ^a	2,91 ±0,10 ^a	2,60 ±0,27 ^a	0,85	0,4483
K	1,63 ±0,12 ^a	2,00 ±0,06 ^a	1,73 ±0,32 ^a	1,29	0,3052
P	2,67 ±1,89 ^a	2,50 ±1,52 ^a	2,03 ±0,19 ^a	0,54	0,5916
S	2,65 ±2,07 ^a	2,29 ±0,10 ^a	2,46 ±0,09 ^a	0,26	0,7767
Na	1,51 ±0,06 ^a	1,45 ±0,01 ^a	1,00 ±0,14 ^b	6,62	0,0087
Ca	3,18 ±0,04 ^a	2,87 ±0,05 ^a	2,59 ±0,15 ^b	6,72	0,0082
Mn	2,45 ±0,02 ^a	2,55 ±0,02 ^a	2,63 ±0,13 ^a	0,84	0,4499

*Värden med samma bokstav skiljer sig inte signifikant enligt post-hoc ANOVA-test.

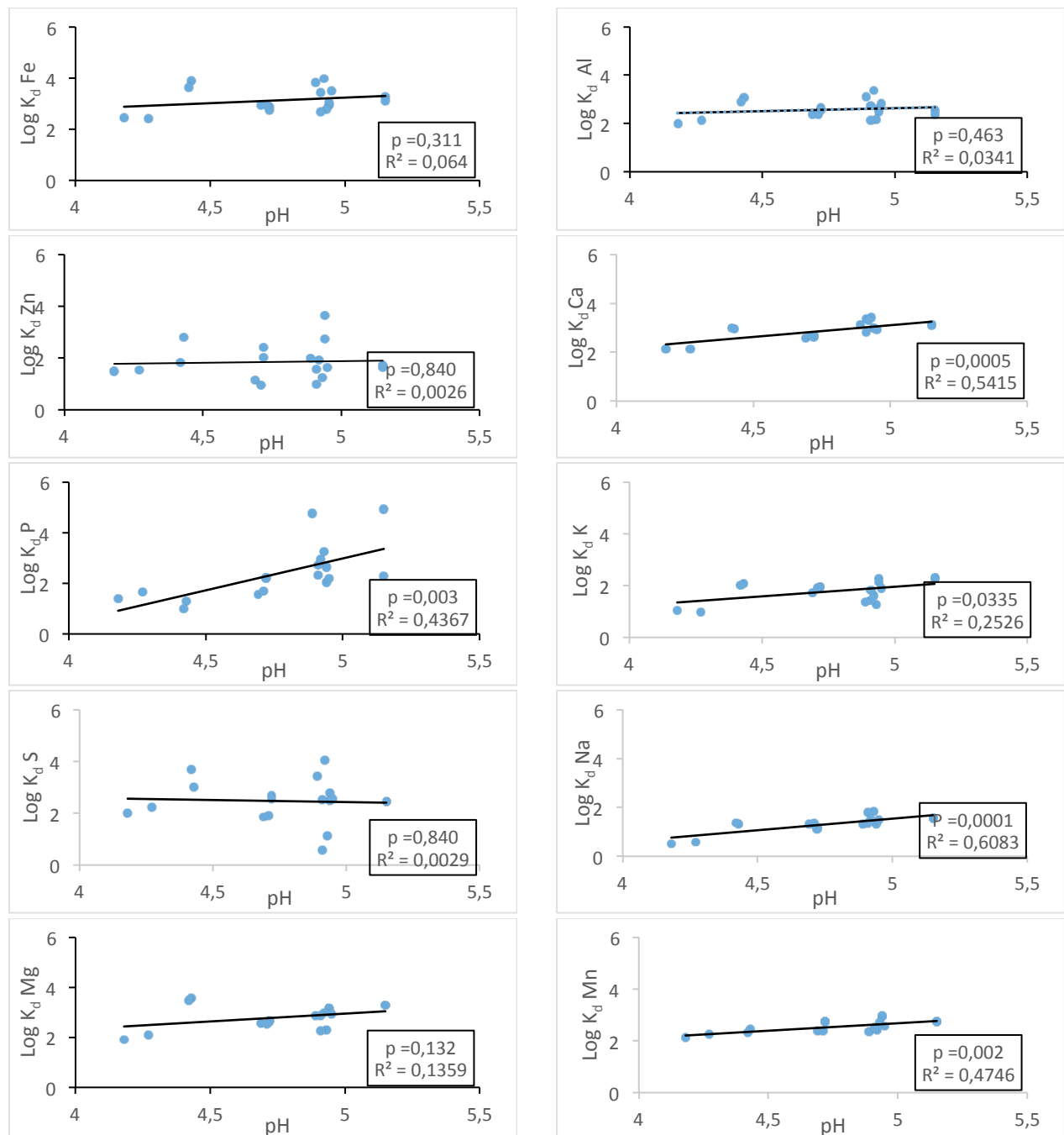
Lösligheten för Al var det enda ämnet som skiljde sig signifikant i mellan jordhorisonterna och var högre i mineraljorden (C) och blekjorden (A) än i rostjorden (B) Al ($n = 6$, $f\text{-test} = 3,83$ $p = 0,045$).

Tabell 5: Löslighet för ämnen vid olika jordhorisonter i ARO.

*Log(K_d) Medel±standardavvikelse				ANOVA	
Jordhorisont	A	B	C	f-test	p-värde
Fe	3,05±0,36 ^a	3,39 ±0,26 ^a	2,97 ±0,04 ^a	1,33	0,293
Zn	1,63 ±0,43 ^a	1,93 ±0,09 ^a	1,88±0,64 ^a	0,39	0,686
Al	2,48±0,18 ^a	2,87 ±0,09 ^b	2,38 ±0,04 ^a	3,83	0,045
Mg	2,69 ±0,48 ^a	2,83 ±0,00 ^a	2,90 ±0,24 ^a	0,28	0,762
K	1,63 ±0,24 ^a	1,77 ±0,06 ^a	1,96±0,22 ^a	0,94	0,412
P	2,04 ±0,56 ^a	2,72 ±0,78 ^a	2,25 ±1,32 ^a	0,82	0,459
S	2,45±0,55 ^a	2,97 ±0,39 ^a	1,98±0,80 ^a	2,53	0,112
Na	1,22 ±0,33 ^a	1,32 ±0,03 ^a	1,41 ±0,02 ^a	0,46	0,642
Ca	2,71 ±0,03 ^a	2,91 ±0,06 ^a	3,02 ±0,01 ^a	1,06	0,37
Mn	2,39±0, 0,04 ^a	2,56 ±0,02 ^a	2,69 ±0,07 ^a	3,01	0,079

*Medelvärden med samma bokstav skiljer sig inte signifikant enligt post-hoc ANOVA-test

3.3 Löslighetens beroende av pH inom ARO Kindla



Figur 2: Löslighetens beroende av pH för Fe, Al Zn, Ca, P, K, S, Na, Mg och Mn inom Kindla ARO.

Lösligheten för Na ($R^2=0,608$, f-test =24,85, $p=0,0001$), Ca ($R^2=0,541$, f-test =18,89, $p=0,0005$), Mn ($R^2=0,475$, f-test =14,53, $p=0,002$) och fosfor ($R^2=0,437$, f-test =-12,40, $p=0,003$) visade på ett signifikant beroende av pH i marken. Lösligheten för Fe ($R^2=0,064$, f-test =1,09, $p=0,311$), Al ($R^2=0,034$, f-test =0,56, $p=0,463$) Zn ($R^2=0,003$, f-test =0,0418, $p=0,840$), Mn ($R^2=0,136$, f-test =2,51, $p=0,132$), S ($R^2=0,003$, f-test =0,042, $p=0,840$) och K ($R^2=0,25$, f-test =5,40, $p=0,0335$) visade inget beroende av pH i marken

Diskussion

Järn, Na och Ca har en högre löslighet längre ner i ARO downslope och Al har högre löslighet i rostjorden, jordhorisont (B) (**Tabell 4 och 5**). Högre löslighet i mineraljorden och blekjorden är förväntat då mineraljorden innehåller mindre andel sekundärmineraler och organiskt-C som båda är viktiga absorbenter av metaller (Gustafsson et al.,2007). Blekjorden innehåller höga halter organiska syror så kallade fulvosyror som faller ut svårlösliga ämnen som järn och aluminiumoxider och transporterar dem ner till rostjorden där det fälls ut (Eriksson et al.,2011). Grundvattennivån har en stor inverkan på redox-förhållanden och lösligheten av många metaller i marken. Framförallt för metalloxider som reduceras när det blir brist på syre (Gustafsson et al.,2007). Grundvattenzonen blir påtaglig lägre ner i topografin och djupare ner i marken i mineraljorden detta kan förklara varför Fe har högre löslighet i downslope och Al i mineraljorden (**Tabell 4 och 5**).

4.1 Oxider

Redox förhållanden har inte undersökts i denna studie och det kan därför bara spekuleras över dess påverkan på ämnens löslighet i denna uppsatts. Markens redoxpotential är av stort intresse då den påverkar lösligheten av många ämnen. Jordproverna Kindla domineras av fin och grov mo med en liten del ler (<2 %). Större andel grovkorniga fraktioner tyder på att marken inte håller kvar vatten speciellt bra då större porer släpper igenom vatten snabbare. Detta i kombination med den långsamma nedbrytningen av organiskt material tyder på oxiderade förhållanden. Lösligheten för Fe och Al indikerar att det har bildat metalloxider då det har en lägre löslighet i marken jämfört med andra ämnen i denna studie. Lösligheten för Mn kan förklaras av hur pH varierar i marken vilket tyder på att Mn inte har bildat manganoxider utan förekommer som joner. Mangan bildar också oxider men bara då marken är syresatt och de är inte lika vanliga som aluminium och järnoxider. Manganoxider kan bildas lokalt, speciellt nära grundvattenytan där marken är mer syresatt. Mangan blir lösligt vid pH under 5,0 och när marken inte är syresatt, vilket skulle kunna förklara Mn påverkan av pH i marken i denna studie (Gustafsson et al.,2007).

Lösligheten av Fe visade inget beroende av pH och detta beror på dess metalloxid-bildning i marken vilket gör Fe mycket olösligt i marken. Järn och Al bildar svårlösliga oxider när det finns tillgång till fritt syre i marken (Eriksson et al., 2011). Tillförseln av syre i jorden försämras när jorden är mer eller mindre vattenmättad. Det beror på att syrgas transporteras långsammare genom en vattenfylld por jämfört med en luftfylld por (Eriksson et al., 2011). Järnoxider är den vanligaste förekommande formen av Fe i marken och järnoxider blir inte lösliga förrän pH i marken sjunker under 3,5 (Heinz, N. 1989). Aluminiumoxider är också vanligt förekommande men inte i samma utsträckning som järnoxider (Gustafsson med fl.,2007). Aluminium blir lösligt när pH är lägre än 4,5 (Eriksson et al., 2011). I denna studie syntes inget samband mellan Al löslighet och pH men ett starkt samband mellan Fe och Al löslighet iaktogs i korrelationsmatrisen. Detta tolkas som att Al i marken förekommer främst som aluminiumoxider.

4.2 Baskatjoner (Ca, Mg, Na, K)

Kalcium och Al är två vanliga ämnen i marken och dessa konkurrerar om absorption till samma ytor i markens partiklar. En hög koncentration av Ca eller Al i marken kan också innebära att löslighet ökar för det andra ämnet (Gustafsson et al.,2007). Detta skulle kunna förklara varför Ca har lägre löslighet än Al i denna studie. Storleken på jonerna har också betydelse för hur lösligheten varierar mellan de olika ämnena (Gustafsson et al.,2007). Kalcium och Mg har samma laddningar men magnesiumjonen har en mindre jonradie än kalciumjonen. Eftersom att Mg har mindre jonradie

binder jonen till högre grad i vatten via jon- dipolbindning än Ca. Samma sak gäller för kaliumjonen och natriumjonen där K är mindre och därför mer svårslösligt i marken än Na. Kalcium binder starkare till marken på grund av sin starkare laddning (Ca^{2+}) jämfört med de andra jonerna som är monovalenta och divalenta.

4.3 Zink

Lösligheten för Zn uppvisar inget samband med andra ämnen i denna studie Zn påvisar inte heller någon påverkan av pH i Kindla. Vid lågt pH förekommer Zn främst i markvattnet som en laddad jon (Zn^{2+}) vilket skulle förklara varför Zn är mycket löslig i denna studie (Kleja et al., 2006).

4.4 Svavel och fosfor

Lösligheten för S beror på redox förhållanden i marken då S främst finns i vattenlösning i form av sulfatjoner. Sulfider bildas genom mikrobiell sulfatreduktion då marken är starkt reducerad. Annars förekommer S främst i organiska eller som löst sulfat (Connell W.E & Patrick Jr, W.H. 1968). Både S och P har en tendens att absorberas till järn och aluminiumoxider och de konkurrerar i deras bindning till markpartiklar med varandra (Gustafsson et al., 2007). Svavel samvarierar med både Fe och Al (**Tabell 3**) och visar på en lägre löslighet i mineraljorden (C) men är inte signifikant (**Tabell 5**).

4.5 Samvariation mellan ämnens löslighet i marken

Lösligheten för Fe och Al samvarierar i marken och detta kan bero på att båda i stor utsträckning bildar svårslösliga oxider som har likadana egenskaper i marken. Både Fe och Al korrelerar med S vilket kan bero på att sulfat absorberas av oxiderna under pH 5.0 (Gustafsson et al., 2007). En samvariation kan också förklaras med att S till viss del befinner sig i organisk form (humus) där järn och aluminiumoxider också är komplexbundet. Baskatjonerna Ca och Na löslighet kan till större del förklaras av pH i marken vilket i sin tur förklarar varför dessa ämnen korrelerar med varandra. Baskatjonerna K och Mg visar på en liten påverkan av pH även om den inte är signifikant.

4.6 Frågeställning 1

Järn, Ca och Na har en signifikant högre löslighet vid utströmningsområdet. Detta innebär att lösligheten är lika för Fe, Ca och Na vid olika provtagningsplatserna ($H_0 K_d(U\mu=M\mu=D\mu)$ förkastas). I stället antas hypotesen att lösligheten skiljer sig för Fe, Ca och Na inom ARO. För ämnen Mg, Al, Mn, S, P, Zn och K är lösligheten lika inom ARO ($H_0 (K_d (U\mu\neq M\mu\neq D\mu))$ antas)(**Tabell 4**).

4.7 Frågeställning 2

Aluminium har högre löslighet i rostjorden horisont (B) jämfört med blekjorden (A) och mineraljorden (C). Lösligheten är lika för Al vid de olika Jordhorisonterna $K_d(A\mu=B\mu=C\mu)$ stämmer inte. (H_1 antas) lösligheten skiljer sig för Al mellan de olika Jordhorisonterna ($K_d (A\mu=B\mu\neq C\mu)$ och H_1 antas)

4.8 Frågeställning 3

De undersökta ämnens löslighet varierade i sitt beroende till pH. Lösligheten för Na, Ca, P och Mn visar ett beroende till pH. Å andra sidan så uppvisar lösligheten av Fe, Mg, Al, S, Zn och K inte något sådant beroende. H_0 antas för Fe, Mg, Al, S, Zn och K medan H_1 antas för Na, Ca, P och Mn.

4.9 Fortsatta studier

Tungmetallers löslighet påverkas av andelen löst organiskt material i marken då tungmetaller binder starkt till organiskt material. Den del av organiskt material som finns i markvattnet (DOC) påverkar

lösligheten av ämnen och tungmetaller starkt. Undersökning av sambandet mellan andelen DOC och lösligheten av ämnen i Kindla skulle kunna hjälpa till att förklara resultaten ytterligare samt titta på hur pH varierar med slutningen. Redox och markvatten-förhållandet skulle också behövas undersökas för att kunna dra slutsatser vad som orsakar den varierande lösligheten för Al och Fe, speciellt då grundvatten förhållanden i Sverige kommer att förändras med klimatförändringen. En klimatförändring som leder till mer nederbörd leder att klimatet blir grundvattenytan kommer högre upp i jorden och en större andel ämnen riskerar att lösas ut ur jorden.

4.10 Slutsats

Reducerade förhållanden skulle kunna vara en förklaring till varierande löslighet för Fe, Al och S (**Tabell 4 och 5**). Lösligheten för ämnena Ca, Na, Mn och P kan förklaras av pH i marken. Ämnena K och Mg visar inte på någon påverkan ifrån pH och deras löslighet är mycket lika i marken. (Lösligheten för Zn påverkas framförallt av mängden humus-i marken (Espeby, 1997) men dessa samband kunde inte påvisas av denna studie.)

Referenser

- Björkvald, L. & Erlandsson, C. (1999) *Skogsmarkens näringsbalans-massbalansberäkning av baskatjoner med hjälp av GIS*. Göteborg universitet: Institutionen för geovetenskaper. (Projektarbete 1999: B209) pp. 5-6
- Brandtberg, P.O. & Simonsson, M. (2005) *När marken surnar*. Utgivare Hällgren J.E. SLU Uppsala: Institutionen för skogsvetenskap. pp. 2-3
- Bringmark, L., Lundin, L., Augustaitis, A., Beudert, B., Dieffenbach-Fries, H., Dirnboeck, T., Grabner, M.-T., Hutchins, M., Kram, P., Lyulko, I., Ruoho-Airola, T., Vana, M. (2013). *Trace metal budgets for forested catchments in Europe-Pb, Cd, Hg, Cu and Zn*. Water Air & Soil Pollution. 224, 1501-1515.
- CLRTAP (1979) *Convention on long-range transboundary air pollution on heavy metals*. Geneva: United Nations—Economic Commission for Europe (UNECE). From http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.html (2016-05-10)
- CLRTAP (2003) *The 1998 Aarhus protocol on heavy metals*. Geneva: United Nations—Economic Commission for Europe (UNECE). From http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html (2016-05-10)
- Connell, W.E & Patrick Jr, W.H. (1986) *Sulfate Reduction in Soil: Effects of Redox Potential and pH*. Artikel DOI 10.1126. pp 86-87
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I., Simonsson, M. (2011) *Marklära*. Upplaga 1:1. ISBN 978-91-44-06920-3 pp. 144-145, 214-217, 234, 251-293
- Espeby, B. & Gustafsson, J.P. (1998) *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen. Avdelningen för mark och vattenresurser*. Institutionen för anläggning och miljö Kungliga Tekniska Högskolan. pp. 61-62, 64-65
- Exley, C., Chappell, J.S., Birchall, J.D. (1991) *A mechanism for acute aluminium toxicity in fish*. Journal of Theoretical Biology. 151, 3, 417-428
- Forth, H, D. & Ellis, B,G. (1996) *Soil Fertility*. Second Edition ISBN1-56670-243-7. pp. 11
- Gransee, H. & Führs, A. (2012). *Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions*. Artikel. DOI 10.1007/s11104-012-1567-y. 368, 1, 5–21.
- Gustafsson, J.P., Elert, M., Kleja, D.B., Jarvis, N. (2007) *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Naturvårdsverket ISBN 91-620-5741-3. pp. 24, 27, 31, 53
- Kleja, D.B., Elert, M., Jarvis, N., Norrström, A. (2006). *Metallens mobilitet i mark*. Naturvårdsverket. ISBN 91-620-5536-4. pp. 21-24, 56

Kütting, G. (2009). *Conventions, Treaties And Other Responses To Global Issues* - Volume II. Chapter: Long Range Transboundary Air Pollution. ISBN: 978-1-84826-234-8. pp. 254-255

Löfgren, S. (2014) *Integrated monitoring of the environmental status in Swedish forest ecosystems* – IM Annual report for 2014. Uppsala: Institutionen för Vatten och Miljö, SLU (SLU, Rapport 2015:18). pp. 7

Madigan, M.T., Martinko, J.M., Stahl, D.A., Clark, D. (2012) *Biology of microorganisms*. 13th Edition. ISBN-13: 978-0-321-64963-8. pp. 379-380

Murray, K. & Linder P.W. (1984) *Journal of Soil Science* Chapter: *Fulvic acids: structure and metal binding. II. Predominant metal binding site*. Artikel. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1984.tb00277.x. pp 217

Petersson, G. *Kemisk Miljövetenskap*. 6th edition (2006), Kemi- och Bioteknik, Chalmers kap 5 Försurning pp. 5

Sparks, D.L., (2003) *Environmental Soil Chemistry 2nd Edition*. ISBN: 978-0-12-656446-4 Chapter 2 pp. 59-60

Warfvinge, P. & Bertills, U. (2000) *Naturvårdsverket Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier*, ISBN 91-620-5028-1. pp. 25-26, 33

Vattenmyndigheten (2009). *Åtgärdsprogram Södra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015*. Utgivare: Vattenmyndigheten Södra Östersjöns vattendistrikt/Länsstyrelsen Kalmar län. pp. 19

Appendix

Tabell 1: Vattenextraktion Kindla.

Vattenextraktion			Ca	K	Mg	Na	P	S	Al	Fe	Mn	Zn
provpl tst	Provdj up	frakti on	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)
Upslop e	0-10 cm	>2 mm	1,15	5,08	0,76	2,82	0,10	0,23	7,83	1,26	0,17	0,02
Upslop e	0-10 cm	<2m m	1,02	4,36	0,74	2,35	0,30	0,04	10,2	2,12	0,26	0,13
Upslop e	10-20 cm	>2 mm	1,14	15,4	2,42	5,77	0,00	0,15	11,6	3,22	0,34	0,15
Upslop e	10-20 cm	<2m m	0,82	8,03	1,58	3,79	0,13	0,04	5,85	2,09	0,26	0,14
Upslop e	65 cm	>2 mm	0,46	10,5	1,02	5,00	1,77	1,74	8,52	5,14	0,19	0,13
Upslop e	65 cm	<2m m	0,38	7,69	0,77	4,20	2,13	1,49	8,23	4,48	0,15	0,13
Midslop e	15-20 cm	>2 mm	1,67	4,22	1,42	4,34	1,13	0,85	7,95	2,62	0,14	0,13
Midslop e	15-20 cm	<2m m	1,38	2,87	1,28	3,83	0,89	0,93	8,48	2,26	0,14	0,16
Midslop e	20-30 cm	>2 mm	2,02	3,41	1,73	4,07	0,70	0,45	9,93	2,42	0,15	0,14
Midslop e	20-30 cm	<2m m	2,52	3,92	2,06	5,89	0,57	0,49	12,7	2,75	0,17	0,15
Midslop e	55-60 cm	>2 mm	1,86	1,99	1,13	3,80	0,41	0,22	18,5	5,06	0,15	0,14
Midslop e	55-60 cm	<2m m	1,78	1,95	1,07	3,49	0,00	0,21	25,8	6,71	0,15	0,12
Downsl ope	5-15 cm	>2 mm	4,73	22,4	4,65	22,3	11,5	9,63	47,8	6,55	0,07	0,10
Downsl ope	5-15 cm	<2m m	7,00	23,6	8,12	34,4	14,1	11,3	51,4	7,10	0,15	0,08
Downsl ope	40 cm	>2 mm	2,35	3,60	2,18	6,10	0,75	0,68	11,0	4,70	0,07	0,02
Downsl ope	40 cm	<2m m	2,68	3,11	2,35	7,07	0,62	0,71	11,5	3,22	0,06	0,01
Downsl ope	55-60 cm	>2 mm	2,04	2,97	1,78	5,13	0,23	0,35	13,7	5,37	0,06	0,00
Downsl ope	55-60 cm	<2m m	2,07	3,40	1,66	5,79	0,73	0,62	16,1	3,63	0,05	0,01

Tabell 2: Aqua regia extraktion Kindla.

Aqua-regia extraktion			Ca	K	Mg	Na	P	S	Al	Fe	Mn	Zn
provpl tst	Provdj up	frakti on	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)	(mg/ kg ts)
Upslop e	0-10 cm	>2 mm	3020	623	2868	188	179	233	9164	9742	86,3	10,3 1
Upslop e	0-10 cm	<2m m	2410	439	2162	142	154	219	8169	9147	79,4	9,48
Upslop e	10-20 cm	>2 mm	1516	351	1831	114	133	416	1432 1	2194 0	77,1	14,9 0
Upslop e	10-20 cm	<2m m	1581	332	1487	116	120	423	1360 2	2020 1	71,4	11,6 8
Upslop e	65 cm	>2 mm	412	203	199	104	35	24	1251	3057	51,1	2,27
Upslop e	65 cm	<2m m	353	212	139	98	21	6	1115	2089	31,7	1,30
Midslop e	15-20 cm	>2 mm	642	227	529	91	41	63	1918	2304	33,1	1,86
Midslop e	15-20 cm	<2m m	641	245	441	87	44	73	1987	2044	33,2	1,36
Midslop e	20-30 cm	>2 mm	1665	275	1459	130	111	166	6587	7517	55,3	5,92
Midslop e	20-30 cm	<2m m	1690	254	1533	131	121	164	6935	7572	56,5	5,37
Midslop e	55-60 cm	>2 mm	2365	392	2127	144	82	64	6652	9111	78,6	6,19
Midslop e	55-60 cm	<2m m	2360	382	2018	132	86	58	6032	8747	80,0	6,08
Downsl ope	5-15 cm	>2 mm	657	218	548	83	517	1614	6453	1698	12,5	3,48
Downsl ope	5-15 cm	<2m m	922	264	647	110	360	1141	5106	2027	20,1	2,52
Downsl ope	40 cm	>2 mm	1171	308	1029	91	119	329	4836	2508	35,2	2,36
Downsl ope	40 cm	<2m m	1137	287	1016	89	106	267	4128	2308	32,5	1,65
Downsl ope	55-60 cm	>2 mm	1989	572	2529	116	99	213	5471	4831	55,5	4,53
Downsl ope	55-60 cm	<2m m	1946	483	2268	121	81	189	4783	4090	49,5	4,18

